1. GLI INSETTI E LA BIODIVERSITÀ

1.1 Biodiversità degli insetti e Sostenibilità Ambientale

Lo studio della biodiversità è uno degli obiettivi primari della ricerca biologica attuale. L'interesse su questo argomento deriva da un processo inesorabile e costante di sensibilizzazione sulle problematiche ambientali diventate oggetto di meditazione e discussioni in importanti incontri.

Le minacce globali nei confronti della biodiversità non possono considerarsi estranee agli interessi di chi si occupa di agricoltura, dal momento che l'agricoltura, coprendo circa il 25-30% delle terre emerse, è probabilmente l'attività umana che influenza maggiormente la diversità biologica.

Il concetto di biodiversità abbraccia tutto il complesso di specie e varietà di piante, animali e microrganismi che agiscono ed interagiscono, come entità singole o collegate fra loro, nell'interno di un ecosistema (McNeely *et al.*, 1990).

La via alla cognizione di biodiversità fu aperta nel'700 da Linneo, che stabilì le basi per una classificazione sistematica degli esseri viventi, fornendo una diagnostica comparata e una denominazione stabile (Baccetti, 2005).

Il termine biodiversità è stato coniato non più di venti anni, ha iniziato ad avere un'ampia diffusione soprattutto dopo la conferenza delle Nazioni Unite su "Ambiente e Sviluppo", svolta nel 1992 a Rio de Janeiro (Brasile), in cui è stata sottoscritta la convenzione sulla Diversità Biologica, cui ha aderito anche l'Italia, che l'ha ratificata nel 1994. In questa convenzione. la biodiversità è stata definita come la variabile degli organismi degli ecosistemi marini, d'acqua dolce e terrestri di cui fanno parte, includendo in questo concetto la diversità intraspecifica, quella interspecifica e quella ecosistemica.

La conferenza mondiale di Rio de Janeiro del 1992 ha individuato nella riduzione della biodiversità, a causa della rapida scomparsa di specie e di habitat, una delle emergenze più gravi provocate dalle attività antropiche sul pianeta. Gli insetti rappresentano circa il 90% delle specie animali, quindi lo studio della diversità biologica degli insetti significa lo studio del 90% della biodiversità animale (Vigna Taglianti, 1998).

La diversità biologica è la risorsa più preziosa della biosfera a disposizione dell'uomo per l'immenso potenziale applicativo offerto dalle specie all'agricoltura, alla zootecnia ed alla medicina. I rapidissimi cambiamenti ecologici indotti dall'uomo negli ultimi

VISIT…

LANZAROTE

Caliente.com

decenni ed il crescente consumo di risorse naturali e di territorio rappresentano effettivamente una gravissima minaccia alla biodiversità.

La biodiversità è un concetto complesso, che sebbene venga spesso distorto o semplificato al solo aspetto della ricchezza di specie, racchiude invece una molteplicità di livelli, dai geni nelle popolazioni, alle specie, alle comunità, agli ecosistemi.

I principali livelli di diversità sono: **a)** la diversità genetica (diversità intraspecifica, diversità intra- e inter-popolazionale) che include la differenza nelle sequenze delle coppie di basi, le dimensioni del menoma, il numero di geni, la struttura ed il numero dei cromosomi; **b)** la diversità specifica (diversità di specie, diversità tassonomica) che considera il numero di specie per area (numerosità), e può essere descritta come α – diversità specifica di una comunità, β - diversità tra comunità, γ – diversità regionale totale, Δ – diversità o grado di differenziazione delle faune regionali, Ω- biodiversità della biosfera; **c)** la diversità ambientale (diversità di comunità e diversità di ecosistemi).

E' quindi immediatamente evidente come gli insetti siano protagonisti del concetto di biodiversità a tutti i livelli. Non è solo per il fatto quantitativo legato alla loro inestimabile biomassa o per il fatto di essere il taxon di gran lunga preponderante in termini di ricchezza di specie.

La fauna italiana comprende circa 57.500 specie animali, di cui 46.000 artropodi e ben 37.000 insetti. Il numero di specie degli insetti italiani è il 64% del totale di tutti i gruppi animali; in particolare i coleotteri rappresentano il 32% degli insetti (12000 specie) oltre il 20% dell'intera fauna (Sbordoni *et al.*, 2002).

1.2 Diversità degli insetti come descrittore della qualità ambientale e nella pianificazione territoriale

La diversità biotica si è dimostrata un potente strumento nella valutazione della qualità ambientale e dello stato di conservazione degli ecosistemi. In particolare, l'elaborazione degli indici numerici, quali quelli di Simpson e di Shannon, che tengono in considerazione la ricchezza di specie e l'equipartizione delle stesse in un ecosistema, consente di paragonare sinteticamente due ambienti simili o diversi, valutando che un numero elevato di specie ed un numero equilibrato di individui tra le specie denotino una maggiore complessità ambientale ed un equilibrio migliore nell'utilizzo delle

risorse ecosistemiche. Ovviamente, numerosità e diversità non sono sinonimi: basso numero non è sempre corrispondente a bassa diversità, ne numero elevato equivale ad elevata diversità (Ferrari, 2001), ma il numero, in ogni caso, è utilizzabile come indicatore di diversità specifica di una determinata tassocenosi.

La conoscenza della diversità specifica di una determinata area, intesa come ricchezza di specie, è il punto di partenza di ogni analisi sulle caratteristiche e le condizioni di un ecosistema o di un sistema di paesaggio. La diversità specifica, anche solo rappresentata dalla lista delle specie, possibilmente in serie storiche (ricchezza specifica nel momento presente e nei periodi passati), è il punto di arrivo di analisi accurate ed è il punto di partenza per qualsiasi valutazione di gestione ambientale e di conservazione, (Vigna Taglianti, 1989).

Il problema della gestione e conservazione della biodiversità inizia ad essere affrontato anche nel campo dell'entomologia agraria, seppur con posizioni teoriche anche contrastanti (Viggiani 2001).

In termini schiettamente ecologici, gli agroecosistemi pur essendo di per se degli ambienti a struttura e diversità semplificate, possono mantenere una funzione di deframmentazione del paesaggio, ed il mantenimento di una maggiore mosaicità del paesaggio agrario, sostiene una maggiore presenza di fitofagi competitori e predatori.

In senso più generale, una corretta conoscenza della biodiversità rappresenta la base fondamentale ed imprescindibile per una efficace pianificazione dell'uso sostenibile delle risorse ambientali (Sbordoni *et al.*2002).

Gli artropodi sono una componente dominante degli ecosistemi terrestri e occupano una grande varietà di nicchie funzionali distribuite su un ampio spettro di scale funzionali e temporali.

Essi occupano la più ampia diversità degli ecosistemi, micro-habitat e nicchie, realizzando un ruolo importante nei processi ecologici (Collins & Thomas, 1991).

La diversità e l'abbondanza degli artropodi terrestri possono offrire una ricca base d'informazioni d'ausilio nella conservazione della biodiversità e nella gestione e pianificazione delle riserve naturali (Pyle *et al.*, 1981; Collins & Thomas 1991; Murphy, 1992; Pearson & Cassola, 1992; Kremen *et al.*, 1993). La diversità degli insetti è uno dei più importanti, ma anche meno conosciuti fenomeni della scienza di questi tempi. Essa ha profonde implicazioni per la nostra comprensione dell'evoluzione e dell'ecologia. Inoltre data l'ubiquità e la potenza degli insetti intorno a noi, il loro

accurato studio è necessario per pianificare un sano, sostenibile ambiente umano (Baccetti, 2005).

Pimental *et al.* (1997) suggeriscono che il mantenimento della diversità biologica è essenziale per un'agricoltura produttiva e a sua volta, un'agricoltura ecologicamente sostenibile è essenziale per il mantenimento della diversità biologica.

Un'agricoltura sostenibile è possibile solo se ci si pone l'obiettivo di preservare alcuni habitat naturali esistenti, assicurando, in tal modo, la disponibilità dei servizi ecologici all'agricoltura (Gliessman, 1999).

1.3 Biodiversità e Agroecosistema

Gli agroecosistemi non sono altro che degli ecosistemi modificati dove l'uomo, per perseguire una produzione economica, ha alterato gli equilibri, instaurando un sistema instabile che necessita di continui aggiustamenti.

L'Ecosistema può essere considerato come una entità complessa formata da una comunità biotica animale e vegetale (biocenosi) e dall'ambiente non vivente (biotopo), tra loro in rapporto, il tutto condizionato dal clima. All'interno dell'ecosistema i rapporti tra esseri viventi sono abbastanza complessi, ma fondamentalmente riconducibili a due: interazioni positive (simbiosi, commensalismo, ecc.) ed interazioni negative (parassitismo, competizione ecc.), tra loro in equilibrio dinamico.

Nell'Agro-ecosistema al contrario dell'ecosistema naturale, la presenza delle specie vegetali (colture) é decisa dall'uomo ed a seguito di interventi agronomici, si persegue una produzione economica, pertanto l'agroecosistema, che in realtà si identifica con l'azienda agraria, risulta un sistema ecologico semplificato ed instabile, con un suo artefice: l'uomo.

L'agricoltura comporta pertanto la semplificazione della biodiversità presente in natura raggiungendo una semplificazione estrema nelle monocolture. Il risultato finale è dunque un ecosistema artificiale che per sussistere richiede un costante intervento umano consistente in operazioni agrochimiche che danno un temporaneo impulso alle rese in cambio di costi ambientali e sociali (Altieri, 1987).

Il tipo e l'abbondanza della biodiversità, in agricoltura, possono differire nei vari agroecosistemi a seconda dell'età, della struttura e della gestione. In generale il grado di diversità biologica negli agroecosistemi dipende da quattro caratteristiche principali

(Southwood & Way,1970):

1. la varietà della vegetazione all'interno dell'agroecosistema e attorno ad esso ;
2. la permanenza delle diverse colture adottate nell'agroecosistema;
3. l'intensità della gestione;
4. il grado di isolamento dell'agroecosistema dalla vegetazione naturale.

Dopo millenni di sostanziale equilibrio nelle coltivazioni mediterranee, l'agroecosistema oliveto ha subito in questi ultimi decenni un notevole attacco determinato dall'uso indiscriminato e massiccio degli agrochimici, impiegati soprattutto nella difesa delle piante e delle produzioni dagli entomoparassiti, con conseguente destabilizzazione degli equilibri biologici e diffuso degrado ambientale. Da qui la necessità attuale di ripristinare, nell'ambito dell'agroecosistema tutti i fattori disponibili per il riequilibrio ambientale (Iannotta, 2003).

La Biodiversità rappresenta una grande risorsa all'interno degli agroecosistemi. Essa può essere utilizzata al fine di migliorare la gestione fitosanitaria per ottenere un controllo delle infestazioni dei parassiti più importanti (Andow,1991), cioè quelli che danneggiano direttamente l'olivo e la sua produzione.

E' ampiamente documentato in bibliografia che un elevato valore della biodiversità in agroecostistema permette di contenere le popolazioni degli insetti dannosi entro i limiti di danno, poiché la presenza di un elevato numero di specie aumenta la probabilità che fra esse vi sia l'antagonista migliore o più di un antagonisti adatti ciascuno per controllare le popolazioni di diversi insetti dannosi; inoltre offre la maggiore disponibilità di specie utilizzabili come ospiti secondari nel momento in cui la densità di popolazione dell'ospite primario scende sotto la soglia minima di sussistenza dell'antagonista (Kromp *et al*., 1995; Wratten and Van Emnen, 1995).

Le pratiche agricole hanno un notevole impatto sulla biodiversità, soprattutto sulle "Wildlife species" dovuto principalmente ad una perdita degli habitat a causa delle lavorazioni meccaniche, nonché all'uso dei pesticidi. La perdita degli habitats riduce notevolmente l'abbondanza delle popolazioni e la diversità delle specie (McLaughlin,& Mineau 95), molte specie comuni sono diventate rare o addirittura scomparse negli ambienti agrari (Krebs *et al*, 1999); Un comportamento diverso potrebbero averlo le specie generaliste rispetto a quelle opportuniste (Jeanneret *et al,* 2003).

Oltre a minimizzare l'applicazione di insetticidi ed erbicidi al fine di salvaguardare la

diversità e la conservazione di specie nelle aree agricole, un ruolo di fondamentale importanza lo rivestono le aree non coltivate, come le siepi e le strisce di terreno non coltivate "corridors".

E' necessario sviluppare con urgenza una gamma di misure di incentivi al fine di salvaguardare la biodiversità all'interno degli agroecosistemi ed avviarsi verso una società orientata a pratiche agricole sostenibili nella quale, si identifichi un sistema in cui si possa conciliare la promozione dello sviluppo agricolo con un sostanziale rispetto ambientale.

1.4 Entomofauna e Agroecosistema Oliveto

Dal punto di vista entomologico diverse sono state le ricerche condotte di tipo bio-ecologico soprattutto sui principali fitofagi che lo caratterizzano, così come molti studi riguardano le strategie e le tecniche di controllo degli stessi. Diversa è la situazione in merito a sperimentazioni condotte sull'entomofauna dell'oliveto, nel suo complesso e dei rapporti tra i vari gruppi sistematici all'interno di questo agroecosistema.

Tutti i ricercatori concordano nel considerare l'oliveto un agroecosistema dotato di forte complessità entomatica; tale complessità è spesso favorita laddove non vengono eseguite pratiche di diserbo a cui consegue la presenza di un consistente florilegio di essenze erbacie spontanee. E' noto che, una forte complessità biocenotica porta ad un incremento della stabilità dell'agroecosistema. In particolare Crovetti, *et al*. (1996), ritengono che l'oliveto, contrariamente agli altri agroecosistemi, sembra essere abbastanza stabile, per la notevole complessità che si viene a creare a livello dei rapporti intra e interspecifici, nelle popolazioni di insetti infeudati e dei loro nemici naturali, cosicché solo un ben definito e limitato numero di specie di insetti, mantenuti costanti nel tempo, possono essere considerati dannose (Raspi,1993; Delrio,1993).

Infatti l'entomofauna dell'olivo è costituita da oltre cento specie di insetti fitofagi (alcuni riportati in tabella 1 da Aramboug 1986), e da un numero molto maggiore di specie utili, che con la loro azione, mantengono la quasi totalità delle popolazioni entomatiche al di sotto della soglia di danno economico. Solo la mosca delle olive (*Bactrocera oleae* (Rossi 1790)) sfugge frequentemente ai fattori naturali di controllo, raggiungendo livelli di popolazioni entomatiche che compromettono la produzione di interi comprensori olivicoli. Errate pratiche colturali o l'abuso di insetticidi a largo

spettro d'azione, alterando gli equilibri biologici dell'agroecosistema, possono determinare pullulazioni di altre specie, ritenute di secondaria importanza o accidentali (Delrio, 2002).

In conclusione, quanto sopra esposto fa capire come nell'agroecosistema oliveto sia difficile lavorare all'individuazione di indicatori entomologici delle perturbazioni provocate da imput esterni e più in generale della biodiversità presente. Questo in quanto le sue caratteristiche di complessità lo portano a recuperi molto veloci di stabilità totale con ovvie difficoltà nel riuscire a individuare i gruppi sistematici e/o le specie che meglio si prestano a evidenziare l'avvenuta "perturbazione".

Tab.1 Principali fitofagi e fitomizi dell'olivo (Arambourg, 1986).

Specie monofaghe		**Specie olifaghe**		**Specie polifaghe**	
Liothrips oleae	(Costa)	*Peliococcus cycliger*	(Leon.)	*Forficula auricularia*	(L)
Euphyllura olivina	(Costa)	*Leucaspis riccae*	(Targ.)	*Calocoris trivialis*	(Costa)
Aleurolobus olivinus	(Silv.)	*Lepidosaphes destefanii*	(Leon.)	*Cicada orni*	(L)
Prociphilus oleae	(Leach ex Risso)	***Prays oleae***	(Bern.)	*Metcalfa pruinosa*	(Say)
Pollinia pollini	(Costa)	*Metriochroa latifoliella*	(Mill.)	***Saissetia oleae***	(Olivier)
Filippia follicularis	(Targ.)	*Palpita unionalis*	(Hb.)	*Lichtensia viburni*	(Signoret)
Quadraspidiotus maleti	(Vays.)	*Euzophera pinguis*	(Haw.)	*Parlatoria oleae*	(Colvée)
Zelleria oleastrella	(Mill.)	*Rhynchites cribripennis*	(Desbr.)	*Lepidosaphes ulmi*	(L)
Prolasioptera berlesiana	(Paoli)	*Phloeotribus scarabaeoides*	(Bern.)	*Epidiaspis leperii*	(Signoret)
Dasineura oleae	(Loew.)	*Hylesinus oleiperda*	(Fabr.)	*Getulaspis bupleuri*	(Marchal)
Bactrocera oleae	(Gmel.)	*Leperisinus fraxini*	(Panz.)	*Aspidiotus nerii*	(Bouché)
		Resseliella oleisuga	(Targ.)	*Aonidiella auranti*	(Mask.)
				Chrysomphalus dictyospermi	(Morgan)
				Quadraspidiotus lenticularis	(Lind.)
				Quadraspidiotus ostreaeformis	(Curtis)
				Gymnoscelis pumilata	(Hb.)
				Zeuzera pyrina	(L)
				Lytta vesicatoria	(L)
				Otiorrhynchus cribricollis	(Gyll.)
				Omoplus lepturoides	(Fabr.)
				Stereonychus fraxini	(Deg.)

1.5 Biodiversità e indicatori agro-ambientale

La consapevolezza del drammatico tasso di perdita di biodiversità globale, legata ai disturbi generati da varie attività umane, ha reso sempre più stringente la necessità di sviluppare tecniche di misura e di analisi della diversità biologica e dello stato di salute degli ecosistemi. Uno degli approcci proposti dalla comunità scientifica internazionale è quello degli indicatori biologici, nonostante che la natura complessa e multidimensionale della biodiversità ponga non pochi problemi allo sviluppo di questo tipo di metodo (Scholes & Biggs, 2005).

Un indicatore può essere definito come una risposta biologica che per le sue caratteristiche, si dimostra utile nello stimare o prevedere gli effetti di varie cause di stress sull'ambiente. Se nell'interpretazione di un determinato processo si possono collegare fra loro i segnali di più indicatori, essi possono essere combinati a formare un indice (Ghetti, 1997).

Un indicatore biologico è definito come un "organismo o un sistema biologico, usato per valutare una modificazione, generalmente degenerativa della qualità dell'ambiente, qualunque sia il suo livello di organizzazione e l'uso che se ne fa" (Iserentant & De Sloover, 1976).

Nonostante la lunga storia che ha l'uso di bioindicatori, tuttavia ancora non esiste un criterio unanime per la loro selezione. Sono stati molti i tentativi per formalizzare i criteri di selezione dei taxa candidati a indicatore (Kremen, 1992; Brown, 1997).

Generalmente per selezionare un bioindicatore si tiene conto dei seguenti criteri: ampia distribuzione, abbondanza e ricchezza di specie, importanza funzionale nell'ecosistema, sensibilità al cambio ambientale e facilità di campionamento, identificazione e classificazione (Andersen, 1999). Poiché nessun indicatore possederà tutte queste auspicabili caratteristiche, Noss (1990) indica che sarà necessario fare un uso congiunto d'indicatori complementari. Andersen (1999) conclude che in molti casi, la selezione del bioindicatore è basata, più o meno su una preferenza soggettiva.

Büchs (2003) in una critica sinottica, considerando le attuali conoscenze tecnico-scientifiche, ha riassunto gli indicatori biotici che si riferiscono alla fauna degli agroecosistemi, riportandoli nella seguente tabella 2.

Indication parameter/level of indication	Indication goal	Taxon	References	Comments/description
Population				
Digestive enzymes	(Heavy metal) toxicity of soils	Isopoda	Joy et al. (2000)	
Nutritional conditions	Food supply (management intensity)	Carabidae	Van Dijk (1986), Wallin (1989), Chiverton (1988), Zanger et al. (1994), Langmaack et al. (2001)	Some approaches are more indirect and more related to reproduction (Van Dijk, 1986; Wallin, 1989); some allow direct assessment by gut dissection (Chiverton, 1988; Zanger et al., 1994; Langmaack et al., 2001)
Growth rate	Habitat quality	Araneae (orb-weaving spiders)	Marc et al. (1999), Nyfeller (1982), Vollrath (1988)	Assessment of habitat quality due to (estimated) food intake and (measured) growth rates. Standard calibrated values recorded in the lab were applied to field conditions
Mean body weight restricted to populations of selected species	Management intensity; disturbance	Carabidae	Büchs et al. (2003), Zanger et al. (1994)	
Mean body size restricted to populations of single species	Management intensity; disturbance	Carabidae	Büchs et al. (1999, 2003)	Body size of adults changes depending on current life conditions (e.g. prey supply). Does not function with adult stages of univoltine holometabolous insect species, because body size is fixed with metamorphosis and depends on life conditions of larval stage which possibly developed in different conditions and locations
Development of wing muscles	Disturbance; environmental stress	Carabidae, Staphylinidae	Geipel and Kegel (1989), Assing (1992)	
Egg production	Food supply; (management intensity)	Carabidae	Van Dijk (1986)	
Abundance	Environmental stress (management intensity)	Carabidae	Büchs et al. (1997), Döring et al. (2003)	Correlation of abundance to environmental stress or management intensity obvious, but no correlation between abundance and species diversity could be detected
Web size, web structure	Environmental stress (e.g. pesticide effect; prey supply)	Araneae	Retnakaran and Smith (1980), Riechert and Harp (1987), Roush and Radabaugh (1993)	
Fluctuating asymmetry	Environmental stress	Several insect taxa	Palmer and Strohbeck (1986), Warwick (1988), Clarke (1993), Krivosheina (1993, 1995), Rahmel and Ruf (1994), Vermeulen (1995)	Up to present mostly applied in urban ecology or aquatic ecosystems; no experience in agricultural ecosystems
"Ellenberg" indicator values for vascular plants	Abiotic demands (e.g. soil humidity, moderate temperature, etc.) of invertebrates	(Epigaeic) invertebrates	Perner and Malt (2003), Stumpf (personal Communication, 1996)	Survey of the vascular plant community in the catchment area of, e.g. pitfall traps and determination of their Ellenberg values. In a second step the values are related to invertebrate species recorded in the pitfall trap samples
Hibernation behaviour	Landscape structures; management intensity	Staphylinidae	D'Hulster and Desender (1984)	

Tab. 2. Critica sinottica degli indicatori biotici che si riferiscono alla fauna degli agroecosistemi.

Indication parameter/level of indication	Indication goal	Taxon	References	Comments/description
Community				
Number of morphospecies	Species richness	Several invertebrate taxa	Duelli and Obrist (2003)	Range of error varies depending on the difficulties and efforts to separate species morphologically (e.g. whether preparation of sexual organs is necessary) and the skill level of the researcher
Presence and abundance of species combination	Humus and peat bog content in soils	*Rana arvalis*, *Sphagnum* spp.	Kratz and Pfadenhauer (2001)	Restricted to originally moorland locations
Number of species, mortality, parasitism	Species richness, habitat fragmentation, disturbance	Trap-nesting bees and wasps	Tscharntke et al. (1998)	Easy method to apply: artificial units of reed internodes are placed in the habitat considered. Assessment of no. of colonised reed internodes, mortality by trap-nesting bees and wasps, species set of predators and parasitoids
Comparison of regional species pool to local species composition	Effects of management/disturbance	Auchenorrhyncha, Syrphidae, soil mites (Oribatei)	Nickel and Hildebrandt (2003), Good and Speight (1991), Speight et al. (1992), Siepel (1994, 1995, 1996)	The comparison is based on certain ecological features (e.g. mono-/oligo-/polyphagous species; macro-/brachypterous species—Auchenorrhyncha) or larval life forms (Syrphidae). For mites life strategies and life-history patterns of supraregional surveys are compared to those of the study sites
Taxonomic distance, taxonomic distinctness	Sensitive indication of environmental perturbation	Ecosystem or biome-related biocoenosis; birds	Warwick and Clarke (1998, 1999), Clarke and Warwick (1998), Von Euler (1999)	Total genetic components of a biome may remain constant but be partitioned differently among the hierarchy of taxonomic units according to the age of the successional stage of the assemblage
Zoogeographic and taxonomic structure related to different spatial scales	Environmental impacts	Carabidae	Popov and Krusteva (2000)	A two-way indicator species analysis is applied at different scale levels to correlate carabid species and assemblages to different environmental loads using diversity as well as the zoogeographic and taxonomic structure of the assemblages
Dominance structure of species communities	Environmental stress on soils	Soil mites	Hagvar (1994)	Change of dominance structure in the soil microarthropod communities is suggested as an indicator of various performances of environmental stress
Classification of species into r–K-continuum	Disturbance; environmental stress	Nematoda, Gamasina	Bongers (1990), Ruf (1998)	Index of "maturity": classification of species into the r–K-continuum depending on the type of reproduction
Habitat preferences	Management intensity; disturbance	Araneae	Büchs et al. (2003)	Veritable database available regarding ecological characteristics of central European spiders: Maurer and Hänggi (1990), Nentwig et al. (2000)
Percent stenotopic field species	Management intensity; disturbance	Carabidae; Syrphidae	Döring and Kromp (2003), Haslett (1988)	See text
Percent euryoecious species	Management intensity, disturbance	Araneae	Büchs et al. (1997)	Considerably weaker than % "pioneer species"; veritable database regarding ecological characteristics of central European spiders by Maurer and Hänggi (1990) and Nentwig et al. (2000)
Percent pioneer species	Management intensity, disturbance	Araneae, Auchenorrhyncha	Büchs et al. (1997, 2003), Nickel and Hildebrandt (2003)	Among spiders mostly Linyphiidae; veritable database regarding ecological characteristics of central European spiders by Maurer and Hänggi (1990) and Nentwig et al. (2000)

Tab. 2. Continua.

Indication parameter/level of indication	Indication goal	Taxon	References	Comments/description
Percent Lycosidae	Management intensity; disturbance	Araneae	Büchs et al. (2003)	Indicator easy to apply, because separation of wolf spiders from samples requires only low skill level; determination of species level not obligatory
Ratio of predators and prey organisms	Management intensity; environmental stress	Several arthropod taxa	Brown and Southwood (1987), Greiler and Tscharntke (1991)	Assessment based on the "habitat template-hypothesis" of Brown and Southwood (1987)
Relation of phyto- and saprophagous to carnivorous correlated to the average body size	"Habitat maturity"; management intensity	Coleoptera	Sampels (1986)	Index of "habitat maturity" was applied in vineyards and is most suitable in permanent crops such as vineyards, orchards, china grass, etc.
Percent macropterous vs. brachypterous species/individuals	"Maturity" of a habitat; management intensity	Carabidae; Auchenorrhyncha	Den Boer (1968, 1977), Döring and Kromp (2003), Gruschwitz (1981), Nickel and Hildebrandt (2003)	Macropterous carabids/plant hoppers are said to be typical for (frequently) disturbed ecosystems; brachypterous insects for more mature ones; but risk of misinterpretation if forest species occur in fields
Ash-free dry weight; ash weight	Functional importance; environmental stress; management intensity	Enchytraeidae	Van Vliet et al. (1995)	The ash-free dry weight or ash weight is suggested as a key indicator to explain the enchytraeid community structure with regard to their functional role in (agro-)ecosystems
Mean or median of body size of species community	Management intensity; disturbance	Carabidae, Staphylinidae, Araneae	Steinborn and Heydemann (1990), Köhler and Stumpf (1992), Blake et al. (1994), Büchs et al. (1997, 1999, 2003), Döring and Kromp (2003)	Two possibilities: purely species-related or individuals of each species included; often considerable differences between sexes (e.g. spiders); reference area recommended; combinations with other parameters (e.g. threatening, rarity) possible
Percent juveniles; percent nymphs	Reproductive success—management intensity; disturbance	Araneae, Auchenorrhyncha	Büchs et al. (1997, 2003), Nickel and Hildebrandt (2003)	Juvenile wolf spiders (Araneae: Lycosidae) have to be excluded
"External" surrogates				
Soil quality index	Species diversity	Carabidae	Brose (2003)	Low soil quality is correlated with high species numbers; index easy to apply
Sand content of soil; soil type	Species diversity	Carabidae, Araneae	Irmler (2003), Perner and Malt (2003), Steinborn and Meyer (1994)	Sand content is positively correlated with species richness
Field size	Species richness	Carabidae	Frieben (1998), Irmler (2003)	Irmler (2003) discovered a correlation between field size and numbers of species; Frieben (1998) constructed a (theoretical) model of the colonisable field area in relation to field size
Edge-to-area ratio of field margins	Species diversity	Carabidae and other epigaeic predators; vascular plants	Altieri (1999), Waldhardt and Otte (2003)	This edge-to-area indicator is completed by Boatman (1994) and Frieben (1998) by an index value, e.g. for the distance carabids are able to immigrate into fields
Length (and "quality") of field margins	Biodiversity (number of species)	Complete biocoenosis (incl. plants)	Irmler (2003), Waldhardt and Otte (2003)	Length is a consistent parameter, because it can be related to field size (area); quality" needs clear definition and depends on the taxon considered
Organic farming	Species richness; stenotopic field species	Several vertebrate and invertebrate taxa	Kromp (1999), Döring and Kromp (2003), Pfiffner (1997), Irmler (2003), The Soil Association (2000)	Organic farming is introduced as a surrogate indicator for biodiversity due to various results that show an increase of species numbers with a habitat-typical performance; duration of organic farming is an important additional criterion; however, assessment restricted to organic fields, an extrapolation to the status of the whole agriculturally (but not organically) used area is not possible

Tab. 2. Fine.

1.6 Classificazione dei tipi di bioindicatori

Rispetto ad altre misure di qualità ecologica, basata ad esempio sull'abbondanza di nutrienti o sulla presenza/assenza di inquinanti, gli indicatori biologici sono adatti a fornire risposte di carattere solistico (effetto d'insieme) piuttosto che veristico (effetti singoli), in altri termini sono dotati di elevata capacità di individuazione delle singole cause.

Ci sono molti modi per classificare i bioindicatori. McGeoch (1998) divide i bioindicatori in tre classi: (1) indicatori ambientali, (2) indicatori ecologici e (3) indicatori di biodiversità.

Indicatore ambientale: è una specie o un gruppo di specie che rispondono ad un disturbo ambientale o ad un cambio nello stato dell'ambiente, cioè riflettono lo stato abiotico e biotico dell'ambiente.

Indicatore ecologico: sono taxa utilizzati per dimostrare gli effetti dei cambiamenti ambientali (come l'alterazione e la frammentazione dell'habitat o/e il cambio climatico) sopra un habitat particolare, una comunità o un ecosistema. Un indicatore ecologico è utile ad identificare i fattori di stress ambientale e dimostrare l'effetto di questi fattori sul biota;

Indicatore di biodiversità: è un gruppo di taxa (genere, tribù, famiglia e ordine, o un gruppo selezionato di specie a partire da un taxa ad alta gerarchia) o un gruppo funzionale, la diversità del quale rifletta alcune misure di diversità (come la ricchezza di specie, il livello di endemismo) di altri taxa in un habitat o di un set di habitat. Alcuni studi riportano l'esistenza di correlazioni tra la ricchezza di specie di alcuni gruppi, es. farfalle e piante con fiori (Kremen, 1992), Coleotteri ed uccelli (Pearson & Cassola, 1992), differenti gruppi di insetti con la diversità totale di specie (Duelli & Obrist, 1998).

Gli indici basati su indicatori biologici seguono criteri fondamentali che sostanzialmente permettono di raggrupparli in tre famiglie:

1. Indici di diversità. Sono sostanzialmente basati sullo studio della diversità caratteristica delle varie comunità con criteri quantitativi, ma le loro proprietà sono sostanzialmente diverse e sono legate a due possibili misure della diversità. Il più comune ed efficace nel determinare differenze tra aree di studio diverse è l'indice di Margalef, che è sostanzialmente legato al numero di specie presenti nella comunità studiata. Il più efficace ed usato tra gli indici di biodiversità sono però quelli di Shannon-Wiener e Simpson, capaci di sintetizzare in un singolo valore sia la ricchezza in specie che l'equi-ripartizione degli individui di un campione nelle specie rilevate, permettendo così di fornire un dato d'insieme sulla caratterizzazione ecologica degli ecosistemi che si vogliono studiare o camparare (Krebs,1989; Clarke e Warwick, 2001).

2. *Sistemi qualitativi*. Questi sono basati sul valore di indicatore di singoli taxa. Essenziali per lo sviluppo di questi indicatori sono studi di laboratorio che permettano di conoscere la risposta dei vari organismi a sostanze tossiche, e a tutte possibili alterazioni che possono influenzare la diversità ecologica di un'area.

3. *Indici biotici*. Si fondano sia sulla valutazione della biodiversità che sul valore di indicatore di alcuni taxa-guida. Gli indici biotici devono essere basati su organismi possibilmente ubiquitari, abbondanti e facili da campionare, dalla durata di vita abbastanza lunga, in grado cioè di registrare in modo integrato le qualità dell'ambiente, appartenenti a taxa diversi con sensibilità presumibilmente differenti ai diversi tipi di inquinamento che rispondano effettivamente ai diversi tipi di impatto. Da notare come, tra le varie componenti biotiche proprie degli ecosistemi terrestri, gli insetti sono sicuramente quelli che offrono il maggior numero di organismi capaci di presentare le caratteristiche descritte, e quindi tra i migliori candidati a far parte di indici del genere.